

Regulación ambiental en un contexto de competencia

1. Introducción

El objetivo de este artículo es mostrar que la regulación ambiental en un contexto de competencia puede ser ineficiente si el diseño de los instrumentos económicos de control se realiza simplemente adaptando las regulaciones supranacionales o elaborando normas que no reflejan las condiciones necesarias de eficiencia del país en el que se aplican. Se plantean distintos instrumentos económicos de control de la calidad ambiental (con especial referencia a uno de los más interesantes puestos en funcionamiento este año en España: la desgravación a la inversión en tecnología limpia) y se insiste, en términos generales, en la necesidad de buscar los instrumentos adecuados al tipo de problema que se quiere resolver para evitar distorsiones en los mercados que afecten a la competitividad. La idea subyacente a este planteamiento es que si se trata de resolver problemas de información asimétrica o deseconomías externas, en definitiva, fallos de mercado que justifican la intervención, deben utilizarse las herramientas adecuadas para evitar los «fallos de gobierno» que pueden tener a veces consecuencias tan indeseables como las que se tratan de evitar al intervenir.

En primer lugar es preciso dejar claro que regulación no siempre equivale a solución eficiente de los problemas ambientales. Se entiende por eficiente aquella solución que alcanza *eficazmente* el objetivo ambiental propuesto y lo hace al mínimo coste social, es decir, de forma económicamente *eficiente*.

Con esta premisa serían normas *ineficaces* aquellas que regulan determinada materia pero no consiguen alcanzar el objetivo de calidad ambiental en el plazo previsto. Normalmente estas normas son también *ineficientes* ya que cualquier norma tiene un coste (público, de elaboración, de seguimiento, de cumplimiento efectivo, etc.; más el privado, por los costes a que induce a los agentes económicos) y este coste no coincide con el que hubiera conseguido una regulación eficaz para alcanzar el objetivo ambiental. Además tampoco se obtienen los beneficios sociales (públicos y privados) que proporcionaría una regulación eficaz. Estamos por tanto ante un caso de mala asignación de los recursos. La eficiente asignación de esos mismos recursos en una actividad alternativa socialmente preferible nos acercaría a una situación de mayor bienestar social.

En segundo lugar pueden existir normas que sean *eficaces* (consiguen el objetivo de calidad

Carlos San Juan Mesonada
Departamento de Economía.
Universidad Carlos III de Madrid

ambiental) pero resultan *ineficientes* económicamente ya que la asignación de recursos económicos que realizan (directa o indirectamente) no es óptima. En otras palabras: existen alternativas de regulación que generarían una asignación más eficiente de los recursos escasos de la sociedad, por tanto afectan a la asignación de la renta y, sobre todo, a las posibilidades de crecimiento de la economía. Actualmente existen suficientes experiencias documentadas para poder mostrar que la aplicación de determinadas normativas, si no se realizan correctamente los oportunos análisis coste-beneficio y de eficiencia ambiental, conducen a una distorsión relevante en la asignación de recursos. Esta situación puede darse incluso cuando se trata de un instrumento cuya validez teórica está demostrada. Por ejemplo, Howe (1997) explica cómo en Estados Unidos la normativa sobre depuración y uso de aguas ha llevado a un exceso de gasto evitable en la construcción de depuradoras.

Cuando estas regulaciones afectan a las empresas que producen en entornos competitivos el daño económico resultante es especialmente visible ya que, al ser las empresas precio aceptantes, ven dañada su competitividad y pierden cuotas de mercado, lo que, en última instancia puede aceptar a su viabilidad y genera, más frecuentemente, otros costes sociales como disminución de su potencial de crecimiento, pérdida de puestos de trabajo y de rentas potenciales. Estos son más visibles en empresas exportadoras que compiten en los mercados internacionales o bien en empresas que producen «bienes transables» (susceptibles de ser exportados o importados) y, por tanto, están sometidas a la competencia internacional en el mercado común.

2. Casos de estudio: la desgravación fiscal a la inversión en tecnología limpia

La regulación de una desgravación fiscal en el impuesto de sociedades equivalente a un porcentaje de la inversión en bienes de capital para reducir la contaminación es una medida que en principio puede considerarse potencialmente eficiente.

En España acaba de regularse (RD 1594/1997, de 17 de octubre, BOE del 29 de octubre) la deducción por inversiones destinadas a la protección del medio ambiente. En esencia la nueva norma permite una deducción de la cuota íntegra del Impuesto sobre Sociedades del 10 % del

valor de las inversiones «en elementos patrimoniales del inmovilizado material destinados a la corrección del impacto contaminante de las explotaciones económicas sujeto pasivo sobre el ambiente atmosférico y las aguas, así como la recuperación, reducción y tratamiento de residuos industriales, siempre que se realicen en virtud de convenios o acuerdos con la Administración medioambiental (1) y en cumplimiento o mejora de la normativa vigente en esta materia».

Se introduce así, en el largo plazo, un incentivo permanente para la inversión en tecnologías menos contaminantes. Además, indirectamente, induce la investigación y el desarrollo de tecnologías limpias de una forma constante. Resulta por tanto preferible a la adopción en solitario de un estándar de calidad que una vez incorporado a la industria no genera incentivos permanentes a la mejora de la calidad ambiental a menos que se produzcan endurecimientos sucesivos de la norma de calidad. Puede incluso decirse que pertenece al tipo de normas que puede tener una eficiencia muy superior a muchas otras que han acaparado mucha mayor atención y debate, a pesar de su aparente sencillez.

Sin embargo, una norma de este tipo tiene efectos sobre una realidad económica en la que ya existe otras regulaciones. Por tanto, es importante, para la determinación de los efectos sobre el bienestar, revisar sistemáticamente en los próximos años los efectos que puede tener una regulación de este tipo en las realidades físicas y económicas a las que se aplica.

Para que sirva de referencia veamos un caso concreto, ya estudiado con datos para Estados Unidos; se trata de una política ambiental que afecta a una industria que intenta capturar y reciclar uno de los gases (CFC) que deterioran la capa de ozono estratosférica. Para lograrlo necesita invertir en la compra de bienes de equipo que permitan realizar estas operaciones de reutilización del gas. Es preciso recordar que el acuerdo internacional obliga a una reducción progresiva de la producción de estos gases hasta su definitiva prohibición en 1996. En la actualidad la fabricación de estos gases está prohibida (tanto en Estados Unidos como en la Unión Europea). Sin embargo siguen en funcionamiento un importante número de aparatos (de aire acondicionado, frigoríficos industriales y domésticos, etc.) que siguen utilizándolo, por tanto, la alternativa es reutilizar el gas contenido en sus circuitos o desechar los aparatos (2). Este es un caso en el que las diferentes formas de regulación producen efectos ambientales y sociales distintos. Si se

incentiva la reutilización el daño ambiental puede reducirse al posponerse en el tiempo la emisión de los gases a la atmósfera. El coste social de reciclar el gas varía sensiblemente según el tipo de regulación ambiental aun cuando el objetivo ambiental sea el mismo.

Primero supongamos que no existe ningún incentivo a reciclar, la reacción de los mantenedores de los equipos es acumular existencias del gas para los próximos cinco años (3). Por tanto los fabricantes, de hecho han retrasado la prohibición efectiva adelantando la producción. Como no existen incentivos a la reutilización del gas, éste será liberado a la atmósfera durante el próximo lustro. La regulación no es, por tanto, ambientalmente efectiva. Posiblemente tampoco sea socialmente eficiente pues dentro de unos cinco años algunos usuarios de estos equipos de frío, todavía en buen estado, se encontrarán ante la alternativa de modificar los equipos o desecharlos. En este último caso se generan incentivos para la importación ilegal del gas ya que algunos países todavía lo producen.

Segundo, supongamos que existen incentivos para reciclar el gas (4). Los incentivos son necesarios porque el coste de reutilizar el gas supera al de nueva producción.

El coste de reciclar el gas es de 8 \$ por libra (5). El coste de producir gas virgen es de 1.68 \$ por libra. Si no existe ningún tipo de regulación el precio de venta del gas reciclado será igual al coste de producir ese gas, es decir, 1.68 \$. Por tanto la oferta de gas reutilizado no se suma a la oferta de producción de gas virgen ya que las pérdidas de las empresas serían de 6.32 \$ por libra reutilizada. Es preciso un incentivo, una posibilidad es gravar el gas virgen producido y simultáneamente incentivar la introducción de tecnología para reutilizar el CFC contenido en los viejos equipos (6).

Por tanto si el incentivo fuese la desgravación fiscal en la compra de equipos, sólo sería eficaz si induce una reducción del coste de reutilización equivalente a 6.32 \$ por libra. Sólo existe un incentivo suficiente para que las empresas de esta industria de frío inviertan si la reducción del impuesto de sociedades permite amortizar la inversión y reducir los costes de producción. Por tanto resulta muy improbable que una desgravación consiga este objetivo a menos que su importe sea elevado. En la terminología ambiental se define este umbral de eficacia como nivel *crucial*, es decir, nivel a partir del cual se alcanza el objetivo ambiental, en nuestro ejemplo reducir las emisiones al nivel deseado.

Por tanto si la desgravación fiscal para la introducción de tecnologías limpias se hubiera puesto en funcionamiento junto con incentivos económicos para hacer viable la reutilización del gas ya introducido en los equipos, el coste social de cumplir el objetivo ambiental hubiera sido menor. Los cálculos disponibles (Arnold, 1994) estiman el daño de producir CFC, valorando las consecuencias del actual y futuro deterioro de la capa de ozono, en unos 15 \$ por libra. Por tanto el coste social de producir CFC es de 16.63 \$ por libra, sumando el coste social de producir el gas 1.63 más el daño producido 15 \$ por libra. En otras palabras que el beneficio social neto de reciclar el gas es muy elevado (16.63 \$ por libra de CFC reciclada).

Una parte de ese mayor coste social de no tener incentivos suficientes para reutilizar el CFC lo van a soportar las empresas que, por esta vía verán deteriorada su competitividad (por ejemplo, los viejos equipos de frío industrial tendrán que ser prematuramente amortizados o reformados), otra parte la soportarán los consumidores que tendrán que desechar o adaptar sus equipos de frío y sustituirlos por otros de nueva tecnología. Finalmente habrá un coste social para las generaciones futuras, ya que, al no reciclar el gas, se vertirá antes a la atmósfera y los daños a la capa de ozono serán mayores que si su vertido se hubiera retrasado, disminuyendo de esa forma las concentraciones en la estratosfera.

Pero seguramente el peor de los inconvenientes que genera el adoptar instrumentos ineficientes es que abordan los problemas ambientales de forma casuística, con lo cual generan una gran proliferación de normas pero su eficacia ambiental es reducida, mientras que el riesgo de inducir perturbaciones en los mercados competitivos crece a medida que prolifera la normativa. En nuestro ejemplo una norma que permite la desgravación fiscal del 10 % de las inversiones en tecnología limpia puede ser eficaz en todos los casos en los que el nivel crucial sea inferior o igual a ese porcentaje. Por tanto para conseguir la eficacia en el resto de los casos serían necesarios o bien instrumentos complementarios (por ejemplo, permisos de emisión transferibles) o bien dotar a la norma de flexibilidad para estimar el nivel crucial. Esta segunda alternativa tiene la ventaja de dar generalidad a la norma, lo que permite alcanzar con mayor facilidad en la práctica la eficiencia económica. En efecto, la experiencia disponible de control de emisiones contaminantes nos muestra que si los costes marginales de reducción del daño ambiental varían

entre los agentes económicos contaminantes, el tipo de desgravación debe diferenciarse entre las empresas según sean sus costes marginales de reducción del daño. Con un sistema de desgravación perfectamente diferenciado, las empresas contaminantes minimizan costes y actuarán de tal forma que, en el equilibrio, coste marginal de reducir la contaminación (a diferencia del de reducir las emisiones) debe ser igualado en todas las empresas contaminantes. De nuevo el resultado es, en la versión más simple del modelo, la eficiencia (Hanley, 1993).

Además la norma puede aplicarse de forma general a distintos tipos de emisiones contaminantes (otros gases como NO_x , CO_2 , metano o efluentes vertidos en los ríos o en el mar) ya que el problema económico es el mismo, simplemente es necesario calcular los niveles cruciales de eficacia ambiental mediante reglamentaciones técnicas que tengan en cuenta el estado de la tecnología.

En esta línea resulta curioso recordar que, en el caso de las emisiones de CO_2 la tecnología de reciclado puede ser la reforestación. El coste de fijar en forma de materia vegetal una tonelada de carbono mediante la plantación de árboles oscila entre los 4 \$ y los 8 \$ en media (Dixon *et al.*, 1989), aunque se eleva a 115 \$ en tierras de zonas marginales de Estados Unidos según otros estudios (Nordaus, 1982). Esto significa que reforestar puede ser una alternativa eficiente si los costes de reducción del daño superan esos umbrales en determinadas industrias o servicios de transporte ya que, además, la reforestación puede generar otras economías externas positivas a las comunidades locales donde se realiza.

En la práctica, lo que nos enseña el análisis económico de las políticas de control de la contaminación actualmente documentado es que las normas sobre introducción de tecnología limpia es preciso complementarlas, en muchos casos, con impuestos sobre la contaminación para maximizar el beneficio social (San Juan y Montalvo, 1997; Arnold, 1994).

3. Control de la contaminación difusa

Cuando el origen de la contaminación no son un número limitado de plantas donde se concentra la emisión de efluentes sino un gran número de actividades dispersas en el territorio, la estrategia de control varía significativamente.

Una de las primeras alternativas es diseñar un impuesto sobre el *input* que genera la contami-

nación difusa (combustibles, fertilizantes, pesticidas, zoonosarios, etc.).

En general, resulta más fácil de identificar el fabricante o importador y diseñar técnicas de imputación de las deseconomías externas sobre la industria originaria de los efectos indeseados que sobre los procesos finales (o consumidores) que utilizan los productos industriales.

Por ejemplo, resulta más sencillo diseñar un impuesto (en aplicación del principio «el que contamina paga») para moderar el uso de fitosanitarios aplicándolo a las relativamente pocas industrias de productores (o importadores) de fitosanitarios que intentar diseñar una medida similar afectando a los relativamente más numerosos y dispersos agricultores que utilizan estos productos. En este sentido son bastante conocidas ya las propuestas para internalizar las deseconomías externas originadas por el uso de pesticidas en la agricultura mediante un impuesto al vendedor inicial del producto químico.

4. Impuesto sobre la Contaminación Añadida

El impuesto que grava, de forma proporcional al daño causado, el uso de un *input* que origina contaminación, al consumirse o incorporarse proceso productivo, es el ICA (Impuesto sobre la Contaminación Añadida). Este enfoque tiene grandes posibilidades de aplicación para el control de la calidad del agua o el aire cuando las fuentes de contaminación son dispersas pero existe una relación directa entre el conjunto de *inputs* utilizados y la deseconomía externa provocada. Sus posibilidades de proporcionar ingresos fiscales son también elevadas ya que afectaría al consumo de energía, plásticos, fertilizantes, fitosanitarios, aguas residuales, un gran número de productos químicos consumidos por la industria, etc.

En general, el ICA es un instrumento útil para reducir de forma eficiente la contaminación cuando ésta se genera por el consumo de un determinado *input* que una vez introducido en el proceso productivo o utilizado por el consumidor final genera contaminación difusa, es decir, emisiones contaminantes o residuos de pequeña cuantía pero muy numerosos y dispersos.

La solución consiste en determinar cuál es la contaminación añadida por el *input* y gravarla. Esto significa que los *inputs* o tecnologías que añaden mayor contaminación por unidad de producto soportan un mayor gravamen. El sistema genera un incentivo a sustituir *inputs* por alterna-

tivas menos contaminantes y por tanto también, indirectamente, genera un incentivo a la investigación y desarrollo de tecnologías limpias. Un impuesto de este tipo puede tener en el corto y medio plazo una capacidad recaudadora importante, por tanto ofrece una alternativa para recaudar fondos para programas ambientales o cubrir otros programas de horizonte limitado ya que en el largo plazo se puede esperar que la capacidad de recaudación se reduzca por la implantación de tecnologías limpias.

Por otra parte, un ICA bien diseñado permite mantener la competitividad internacional de las empresas mediante el cálculo de los efectos sobre la protección efectiva de los sectores productivos afectados, es decir, permite salvaguardar su valor añadido de la competencia de la industria contaminante no sometida a regulación ambiental en sus países de origen. Pero si las industrias contaminantes generan un daño significativo a nivel local y son exportadoras, en un hipotético sistema de desgravación fiscal del ICA a la exportación, sería necesario complementar el sistema con un mercado de permisos de emisión transferibles (San Juan, 1997).

5. Permisos de emisión transferibles

Los permisos de emisión son cuotas vendidas o asignadas a los emisores de tal forma que la suma de esas cantidades no supere el objetivo total de emisiones que se fija en el programa de control (7). Si las empresas reducen las emisiones, pueden vender su cuota sobrante a otros agentes que la necesitan para aumentar su producción o porque les resulta más caro introducir la tecnología limpia debido a las características específicas de su actividad. El objetivo del mercado de permisos de emisión es permitir que cada empresa ajuste su ritmo de reducción de las emisiones a sus costes marginales de reducción del daño ambiental. Esto flexibiliza el control y permite idealmente maximizar los beneficios totales (privados y públicos), es decir, se maximiza el bienestar social. En la práctica los mercados de permisos han mostrado que para lograr estos objetivos es importante introducir reglas sobre el atesoramiento de permisos: muchas veces las empresas no venden porque esperan que se endurezcan los estándares en el futuro o simplemente utilizan los permisos de emisión como barreras de entrada, para impedir que otras empresas con las que compiten en el mercado puedan aumentar su producción. En estos casos

se puede dar la paradoja de que la ausencia de transacciones origine una situación que afecte a la libre competencia. Por tanto es preciso insistir, para el uso de este instrumento, en la necesidad de estudiar cuidadosamente las normas del mercado para alcanzar eficientemente el objetivo ambiental.

6. Algunas experiencias con otros sistemas fiscales de control de la contaminación

Si las fuentes de contaminación son localizables, es decir se trata de instalaciones industriales, redes de saneamiento, u otro tipo de grandes emisores de los que existe un número reducido y fácil de identificar, el instrumento ambiental adecuado puede ser un impuesto pigouviano que internalice la deseconomía externa causada.

Sin embargo, en las diferentes experiencias para desarrollar un sistema fiscal de control de la contaminación diseñadas a partir del modelo original propuesto por Baumol y Oates se presentan tres tipos de problemas:

1. Se requieren altos niveles de información sobre los costes marginales de reducción de la contaminación de las empresas para fijar los tipos impositivos diferenciados correctos (eficientes). Además el tipo «correcto» puede variar a lo largo del tiempo cuando la función agregada de coste marginal de reducción cambia a precios corrientes. Cuando los costes marginales del daño cambian la agencia de control ambiental debe identificar como se distribuyen entre las empresas: un tipo único de impuesto en estas circunstancias puede ser muy costoso en términos de recursos utilizados, quizás más costoso que un estándar único de calidad (Hanley, 1993).

2. Un sistema fiscal sencillo, donde no se utilizan los fondos obtenidos de los impuestos para financiar las medidas ambientales, puede minimizar los costes sociales, pero puede ser muy caro para las empresas en términos de la distribución del impacto entre ellas. Esto puede llevar a que presionen para que se fijen estándares de calidad fijos para todas en lugar de impuestos.

3. Mientras que el organismo de intervención no encuentra el tipo impositivo «correcto» y las empresas minimizan costes el nivel deseado de contaminación no se alcanza. Las experiencias documentadas de control de emisiones en corrientes fluviales indican que en los casos en los que existen agentes contaminantes con costes de reducción del daño muy diferentes y los impactos de las emisiones son distintos según

las condiciones meteorológicas (temperatura, caudal del río, localización de las descargas, etc.) puede ser más eficiente un sistema de permisos de emisión transferibles que un impuesto.

7. Reflexiones finales

Una gestión adecuada de los recursos naturales, que además son en muchos casos bienes públicos, requiere el uso a nivel local de incentivos económicos adecuados para suministrar la información adecuada a los agentes económicos cuando el sistema de precios de mercado falla.

Esto nos llevaría a preguntarnos si la definición de los problemas a un nivel tan agregado es la forma más adecuada de resolverlos. Parece razonable que los problemas se ordenen primero por prioridades y se analice la rentabilidad social de abordar los distintos programas para priorizarlos.

Aún admitiendo que las decisiones finales para abordar los programas y financiarlos serán políticas, esto no debe ocultar la necesidad de contar con un análisis serio de las alternativas en términos de eficiencia económica. Sin este análisis la política ambiental se convierte en una serie de imperativos técnico-ambientales que esperan reunir el suficiente apoyo para abordar los gastos necesarios del programa. La experiencia de USA es que este tipo de enfoques frecuentemente degeneran en el despilfarro de recursos y un crecimiento de las burocracias ambientales.

Por tanto, es preciso plantear que los programas de dirección y gestión directa por una agencia ambiental (*command and control*) no son la única alternativa. Otros instrumentos como los mercados de permisos de emisión transferibles o los impuestos sobre la contaminación añadida pueden tener un amplio campo de aplicación según el tipo de problema ambiental específico.

He tratado de exponer de una forma sintética la necesidad de dar a conocer las posibilidades de otros instrumentos. También he tratado de destacar que cada tipo de problema de conservación de un determinado recurso natural tiene un instrumento adecuado. Identificar cuál es y utilizarlo correctamente es una condición necesaria para lograr la gestión eficiente de los recursos naturales.

Además, en la actualidad la política ambiental necesita urgentemente: primero, mejorar el conocimiento cuantitativo de los problemas, reformando las estadísticas para obtener datos ambientales de forma útil para el análisis econó-

mico, con el fin de que las evaluaciones, previas a la intervención y de control de eficiencia, una vez puestas en marcha, puedan reflejar los niveles de eficiencia económica de las distintas políticas ambientales.

En segundo lugar, es preciso determinar cuál es la relación entre el extenso catálogo de problemas que se incluyen bajo el rótulo de medio ambiente y los recursos que se dedican a resolverlos con el fin de establecer prioridades, de forma racional, para ordenar las intervenciones. En definitiva es preciso introducir un enfoque de eficiencia económica en el planteamiento de las políticas ambientales.

Las experiencias de gestión de recursos naturales documentadas hasta el momento ponen de manifiesto que los incentivos económicos pueden jugar un papel muy importante para lograr una mejora ambiental rápida, duradera y no dependiente en exclusiva de las posibilidades de aumentar el gasto público. □

NOTAS

- (1) *El requisito de realizar convenios con la Administración medioambiental puede ser un elemento de control para evitar la evasión fiscal pero tiene el inconveniente de hacer menos flexible y automática la aplicación. De hecho, nada más publicarse la norma los empresarios se han quejado que al no dar tiempo a firmar los convenios con la Administración medioambiental antes de cerrar el ejercicio fiscal, «se han perdido» 8.000 millones de pesetas en desgravaciones.*
- (2) *En algunos casos es posible introducir modificaciones y utilizar otro gas que no deteriore la capa de ozono. En este caso el problema ambiental es que si no se reutiliza el CFC contenido en los circuitos de los aparatos éste es liberado a la atmósfera.*
- (3) *En realidad ésta ha sido la respuesta antes de 1996, fecha de la prohibición de fabricar los CFC en algunos países, como el nuestro.*
- (4) *En Estados Unidos no sólo existen incentivos sino que es obligatoria la reutilización.*
- (5) *Con el fin de dar mayor realismo al ejemplo utilizaremos los datos de coste calculados por la EPA (Agencia para la Contaminación Ambiental) para Estados Unidos.*
- (6) *En Estados Unidos se estableció un impuesto a los CFC fabricados que se elevaba a medida que se acercaba el año 1996. El impuesto empezó con un tipo de 1.37 \$ por libra en 1990 y terminó siendo de 5.35 \$ por libra. Por tanto, el año antes de prohibirse su fabricación el coste de producción 1.68 más el impuesto 5.35 sumaban 7.05 \$ por libra, superando por tanto el coste de reciclar el CFC de los aparatos antiguos que era como hemos visto de 6.32 \$ por libra.*

- (7) Por ejemplo, a raíz de la cumbre de Kioto de 1997 algunos autores han sugerido un mercado mundial de cuotas de emisión para el CO₂ de tal forma que los países industrializados pudieran comprar cuotas a los países en desarrollo (ya que la asignación inicial les favorecería por su menor contribución histórica al problema global de cambio climático). En la práctica esto daría flexibilidad al control de emisiones, pero no se ha llegado a ningún acuerdo que haga posible la bolsa internacional de permisos de emisión transferibles para los gases del efecto invernadero.

BIBLIOGRAFIA

- Nordaus, W. (1982): «How fast should we graze the global commons?», *American Economic Review Papers and Proceedings*, núm. 72(2), págs. 242-246.
- Arnold, F. S. (1994): *Economic Analysis of Environmental Policy and Regulation*, New York, John Wiley & Sons Inc.
- Baumol, W. y Oates, W. (1988): *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Dixon, P., Johnson, D., Marks, R., McLennan, P., Schodde, R. y Swand, P. (1989): *The feasibility and implications for Australia of adoption of the Toronto proposal*, Report to CRA, Sidney (Australia).
- Hanley, N. (1993): *Controlling Water Pollution Using Market Mechanisms: Results from Empirical Studies*, in Turner, R. K. (ed.).
- Howe, C. (1997): *Designing Property Rights and the Regulatory Framework for Efficient Allocation of Water: Overcoming Institutional Failure*, in San Juan, C. y Montalvo, A. (eds.), págs. 257-272.
- San Juan, C. (1997): *Effective Environmental Protection*, in San Juan, C. y Montalvo, A. (eds.), págs. 585-605.
- San Juan, C. y Montalvo, A. (eds.) (1997): *Environmental Economics in the European Union*, Madrid, Univ. Carlos III/Mundi-Prensa, Madrid.
- Turner, R. K. (ed.) (1993): *Sustainable Environmental Economics and Management. Principles and Practice*, Velhaven Press, London & N.Y.